ARTICULATA 2007 22 (2): 129–152 ARTENSCHUTZ

Reagieren Heuschrecken auf die Aushagerung von Grünlandflächen? Ergebnisse einer neunjährigen Studie im Alpenvorland

Jens Sachteleben, Peter Hartmann, Heinz Marschalek, Klaus R. Neugebauer, Peter Sturm und Michael Wagner

Abstract

We investigated the development of the orthopteran fauna during a 9-year survey of the regeneration of improved humid and wet meadows to extensively managed meadows by omission of fertilizer and an adapted mowing regime. The mean number of species per area and the distribution area of 8 out of 24 species increased significantly. The main parameters explaining the distribution of grasshoppers and locusts were: the first date of mowing in a year (late dates have a negative effect), the variability of the first date of mowing in a year (positive effect), vegetation type, area and connectivity, respectively. Influence of weather and variations in nutrient and moisture levels (measured by Ellenberg scores for the vegetation) were important only for a few species. Among the target species *Mecostethus parapleurus* became more abundant, *Chorthippus montanus* colonized only plots adjacent to the study plots and *Stethophyma grossum* showed no clear development.

Zusammenfassung

Auf degenerierten Streu- und Feuchtwiesen, die durch Verzicht auf Düngung und ein angepasstes Mahdregime naturschutzfachlich optimiert werden sollten, wurde in einer neunjährigen Studie die Entwicklung der Heuschreckenfauna, d.h. das Vorkommen der einzelnen Arten auf insgesamt 41 Teilflächen untersucht. Dabei nahmen die durchschnittliche Artenzahl aller Artengruppen pro Teilfläche und die Stetigkeit von 8 der 24 festgestellten Arten signifikant zu. Wesentliche Parameter, die die Verbreitung der Heuschrecken erklären, sind: der durchschnittliche Termin der ersten Mahd (spätere Termine wirken negativ), die Variabilität des Zeitpunktes der ersten Mahd zwischen den einzelnen Untersuchungsjahren (positive Beziehung), der Vegetations- bzw. Biotoptyp sowie die Raumparameter Flächengröße und Konnektivität. Witterungsparameter und Änderungen im Stickstoff- und Feuchtehaushalt (gemessen an Hand der Ellenberg-Zeigerwerte der Vegetation) waren nur bei wenigen Arten relevant. Von den Zielarten wies *Mecostethus parapleurus* eine eindeutig positive Entwicklung auf, *Chorthippus montanus* besiedelte nur angrenzende Flächen, *Stethophyma grossum* zeigte keine einheitliche Entwicklung.

Einleitung

Die Grünlandbewirtschaftung in Mitteleuropa unterliegt einem erheblichen Wandel: während früher extensive Bewirtschaftungsformen vorherrschten, ist seit der zweiten Hälfte des 20. Jahrhunderts eine zunehmende Trennung in intensiv genutzte, d.h. häufig gemähte und gedüngte Flächen auf der einen Seite und aus Rentabilitätsgründen nicht mehr genutzte Flächen auf der anderen Seite festzustellen. Die Folge ist ein starker Verlust entsprechender Vegetations- und Biotoptypen und ihrer typischen Fauna und Flora. So wird in Bayern der Rückgang an Streuwiesen und Niedermoorflächen auf etwa 90% geschätzt (QUINGER et al. 1995). Auch bei Heuschrecken ist eine negative Reaktion auf eine zu hohe Nutzungsintensität belegt (z.B. WINGERDEN et al. 1992, WALTER et al. 1998, SCHLUMPRECHT & WAEBER 2003). Eng damit verknüpft ist die Frage, welchen Einfluss die Mahd auf Heuschreckenpopulationen hat: auf der einen Seite kann die Verbrachung von Lebensräumen negative Auswirkungen haben, auf der anderen Seite sind die negativen direkten Auswirkungen der Mahd auf Heuschreckenpopulationen vielfach belegt, so dass häufig ein Nebeneinander verschiedener Nutzungsformen propagiert wird (z.B. DOLEK et al. 1999, GUIDO & GIANELLE 2001).

Die Regeneration extensiv genutzter Grünlandtypen durch eine angepasste Nutzung ist von daher eine der wesentlichen Aufgaben des Naturschutzes. Allerdings werden entsprechende Maßnahmen und Projekte nur in wenigen Fällen durch Erfolgskontrollen begleitet: zwar gibt es eine Reihe von Untersuchungen, die die naturschutzfachliche Bedeutung von Extensiv-Grünland im Vergleich zu Intensivgrünland belegen (z.B. ACHTZIGER et al. 1999, WETTSTEIN & SCHMID 1999, HOCHKIRCH et al. 2000, WAEBER 2005), doch sind nur in wenigen Fällen auch Aussagen zum Zustand der Flächen vor der Extensivierung bzw. zur langfristigen Entwicklung möglich. Ein Beispiel sind Untersuchungen im Niedervieland bei Bremen auf Grünlandflächen, die durch Wiedervernässung und Extensivierungsmaßnahmen optimiert und über 10 Jahre im Rahmen einer Erfolgskontrolle untersucht wurden (HANDKE 1999).

In der vorliegenden Arbeit werden die Ergebnisse einer 9-jährigen Studie zur Entwicklung der Heuschreckenfauna auf ehemals intensiv genutztem Grünland vorgestellt. Zwischen 1988 und 1996 wurden im Untersuchungsgebiet insgesamt 18 ha Flächen erworben, seit 1996 wird ein Pflege- und Entwicklungsplan umgesetzt (MANHART et al. 2003). Wesentliches Ziel ist die Wiederherstellung von durch intensive Grünlandnutzung degenerierten Feucht- und Streuwiesen. Bei den Begleituntersuchungen, die neben den Heuschrecken auch die Vegetation, Laufkäfer und Spinnen, Tagfalter sowie die Biomasse umfassen, stehen folgende Fragen im Vordergrund:

- Ist eine Regeneration degenerierter Streu- und Feuchtwiesen möglich?
- Wenn ja: welche Rolle spielt das Mahdregime?
- Welche Parameter spielen noch eine Rolle?

Zur Analyse stehen mehrere Datensets zur Verfügung: die Anzahl verschiedener Artengruppen pro Teilfläche, das Vorkommen der einzelnen Arten auf jeder Teilfläche und die Häufigkeit und Verbreitung ausgewählter Zielarten. In diesem Beitrag soll die Reaktion der Heuschrecken insbesondere auf den Zeitpunkt der ersten Mahd, die Variabilität der Mahd in aufeinanderfolgenden Untersuchungsjahren, standörtliche Faktoren (Vegetationsdeckung und Zeigerwerte Feuchte, Nährstoffhaushalt und Licht) und außerdem Witterungsverlauf der Untersuchungsperiode, Vegetationstyp, Flächengröße und deren Konnektivität ermittelt werden.

Untersuchungsgebiet und Methoden

Untersuchungsgebiet

Untersuchungsgebiet ist die Ökologische Lehr- und Forschungsstation Straß der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege im Südosten Bayerns (Landkreis Berchtesgadener Land, detaillierte Beschreibung in MANHART et al. 2003). Es umfasst einen Teil eines Bachtales (Schinderbach) in der Grundmoränenlandschaft des Salzach-Hügellandes und ist damit Teil des voralpinen Hügel- und Moorlandes.

Die Böden sind im Wesentlichen durch die geomorphologischen Voraussetzungen geprägt: Im Überflutungsbereich des Schinderbaches sind verschiedene Gleyböden (Auengley, Auennassgley, Gley-Pseudogley) verbreitet. In der weiteren Talaue herrschen Niedermoorböden vor. An den angrenzenden Moränenhängen sind Pararendzinen typisch.

Das Gebiet wurde im Wesentlichen nach pflanzensoziologischen Kriterien in 41 Teilflächen unterteilt. Vor dem Beginn der Untersuchungen handelte es sich um zwei- bis mehrschürige Grünländer und Hochstaudenfluren, die etwa um 1950 bis 1970 durch eine Intensivierung der Nutzung bei gleichzeitiger Aufgabe unrentabler Flächen aus Streu- und Feuchtwiesen entstanden waren. Durch vollständigen Düngeverzicht und ein angepasstes Mahdregime wird seit 1996 versucht, die Flächen zu regenerieren. Inzwischen dominieren Kohldistel-, Glatthafer- und Pfeifengraswiesen sowie Hochstaudenfluren (MARSCHALEK in Vorb.).

Klima

Mit durchschnittlichen Jahresniederschlägen von 1 000–1 400 mm und einer Jahresdurchschnittstemperatur von 7,5–10,0 °C ist das Klima ozeanisch geprägt. Föhneinfluss und die südliche Lage bedingen eine relativ hohe Zahl an Sommertagen (mehr als 40). Die Daten zum Klima stammen aus dem nahe gelegenen Abtsdorf. Da die Freilanduntersuchungen jeweils im September abgeschlossen wurden und aufgrund der Phänologie der meisten Heuschreckenarten (Überwinterung als Ei in Diapause, Larvenentwicklung im Frühjahr und Frühsommer, Imagines im Sommer bis Frühherbst) wurden die entsprechenden Daten nicht auf das Kalenderjahr bezogen, sondern jeweils von Oktober des Vorjahres bis zum September des Untersuchungsjahres zusammengefasst.

Die Untersuchungsjahre 1997 bis 2005 sind durch typische Witterungsschwankungen geprägt: 1997 sowie 2004 und 2005 waren vergleichsweise kalt, während das Jahr 2003 als "Jahrhundertsommer" mit entsprechend hohen Durch-

schnittstemperaturen und Anzahl an Sommertagen herausragt (Abb. 1). Die Winter 1997/1998 und 2001/2002 waren relativ streng (gemessen an der Zahl der Schnee- und Frosttage). Das Jahr 2002 hatte überdurchschnittlich hohe Niederschläge. Nur bei zwei der Witterungsparameter war im Laufe der Untersuchungszeit eine signifikante Entwicklung in eine Richtung festzustellen: die durchschnittliche Luftfeuchte nahm zu, während die Anzahl der Regentage abnahm (Korrelationskoeffizient nach Pearson: Tage mit Niederschlägen, r = -0,719, p = 0,029; Luftfeuchte, r = -0,765, p = 0,016).

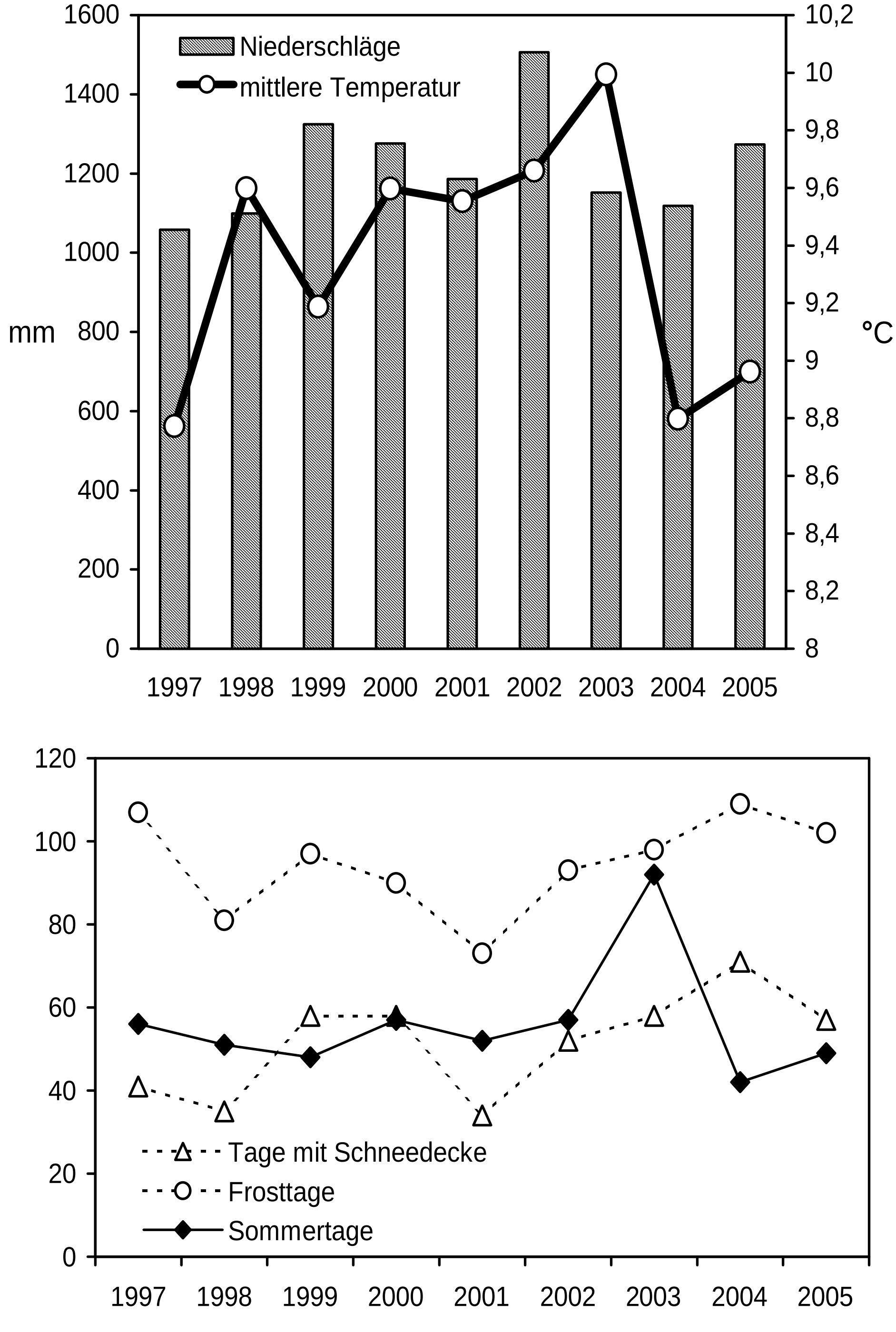


Abb. 1: Wichtige Witterungsparameter während des Untersuchungszeitraums. Dargestellt sind jeweils Durchschnitts- bzw. Summenwerte für die Zeit von Oktober des Vorjahres bis zum September des Untersuchungsjahres

Aufgrund der starken Interkorrelationen zwischen verschiedenen Klima-Parametern wurden diese mit Hilfe einer Faktorenanalyse zusammengefasst (Tab. 1). Der erste Faktor beschreibt in erster Linie die Temperatur, der zweite Faktor die Kälte im Winter, im dritten Faktor werden vor allem Parameter zum Schnee zusammengefasst und der vierte Faktor weist insbesondere Beziehungen zu Variablen auf, die Niederschläge und Feuchtigkeit beschreiben. Der Verlauf der errechneten vier Faktoren entspricht weitgehend dem der charakterisierenden Klima-Parameter (vgl. Abb. 1).

Tab. 1: Ergebnisse der Faktorenanalyse zur Reduktion der Witterungsparameter. Komponentenmatrix, Extraktionsmethode: Hauptkomponentenanalyse. Faktor = Faktor 1 bis Faktor 4; Faktorname = frei vergebener Name zur besseren Identifikation des Faktors bei den nachfolgenden Analysen. Es sind nur Faktorladungen über 0,5 und Eigenwerte über 1 angegeben. Der Eigenwert gibt an, welcher Betrag der Gesamtstreuung aller Variablen durch den betreffenden Faktor erklärt wird. Zuvor werden die Variablen auf einen Mittelwert von 0 und eine Standardabweichung von 1 transformiert, so dass die Summe der Eigenwerte der Zahl der Variablen entspricht. Wenn der Eigenwert eines Faktors kleiner als 1 ist, erklärt dieser Faktor einen geringeren Anteil der Gesamtvarianz als jede einzelne Variable.

Faktor	1	2	3	4
Faktorname	Wärme	Winterkälte	Schnee	Niederschlag
Eigenwert	3,24	3,05	2,55	2,01
% der Varianz	27	25,4	21,3	16,8
Kumulierte % der Varianz	27	52,4	73,7	90,4
Temperaturmittel	0,90			
Kältesumme		-0,97		
Luftfeuchte (%, Mittel)			0,50	0,58
Windgeschwindigkt. (km/h, Mittel)		-0,60		0,68
Niederschlagssumme (mm)				0,92
Neuschnee (mm, Summe)			0,90	
Schneetage			0,95	
Eistage		0,98		
Frosttage		0,68	0,61	
Sommertage (> 25 °C)	0,87			
warme Tage (> 20 °C)	0,94			
Niederschlagstage (> 1 mm)	-0,69			

Vegetation

Die Vegetation wurde in den Jahren 1988, 1995, 2000 und 2005 vollständig nach pflanzensoziologischen Kriterien kartiert (MANHART et al. 2003 und MARSCHALEK in Vorb.). Auf 13 Flächen wurden vegetationskundliche Dauerbeobachtungsflächen angelegt, die mit Ausnahme des Jahres 2001 von 1996 bis 2005 kontinuierlich untersucht wurden. Von den daraus ableitbaren Parametern wurden in der statistischen Analyse als potenziell für die Entwicklung der Heuschreckenfauna relevant die Vegetationsdeckung (in %) sowie die entsprechend der Häufigkeit der Arten gewichteten durchschnittlichen Zeigerwerte nach Ellenberg (1991, N = Stickstoffzahl, F = Feuchtezahl, L = Lichtzahl) verwendet.

Um eine ausreichenden Stichprobenumfang für eine statistische Auswertung zu ermöglichen, wurden die Vegetationseinheiten zu folgenden Gruppen (= Typen) zusammengefasst: Feuchtwiesen (Kohldistel- und Sumpfdotterblumenwiesen), Wiesenbrachen, Streuwiesen, Hochstaudenfluren, Glatthaferwiesen, Röhrichte und Großseggenriede. Je eine Fläche an einem Waldmantel und auf einem Acker sowie eine durch eine Schotterfläche stark gestörte Fläche wurden als nicht typisch bei der weiteren Bearbeitung nicht berücksichtigt.

Als Folge des Düngeverzichts nahm die durchschnittliche Stickstoffzahl in den ersten Jahren deutlich ab (Abb. 2). Auch der mittlere F-Wert verringerte sich im Untersuchungszeitraum zwar nur leicht, aber statistisch signifikant. Bei den anderen Parametern war keine kontinuierliche Entwicklung in eine Richtung nachzuweisen.

Tab. 2 gibt einen Überblick über die Vegetationsentwicklung von acht Flächen, in denen Heuschrecken auch quantitativ erfasst wurden. Auf allen Flächen ist eine mehr oder weniger deutliche Verschiebung von intensiv genutzten Grünländern zu Extensivgrünländern festzustellen.

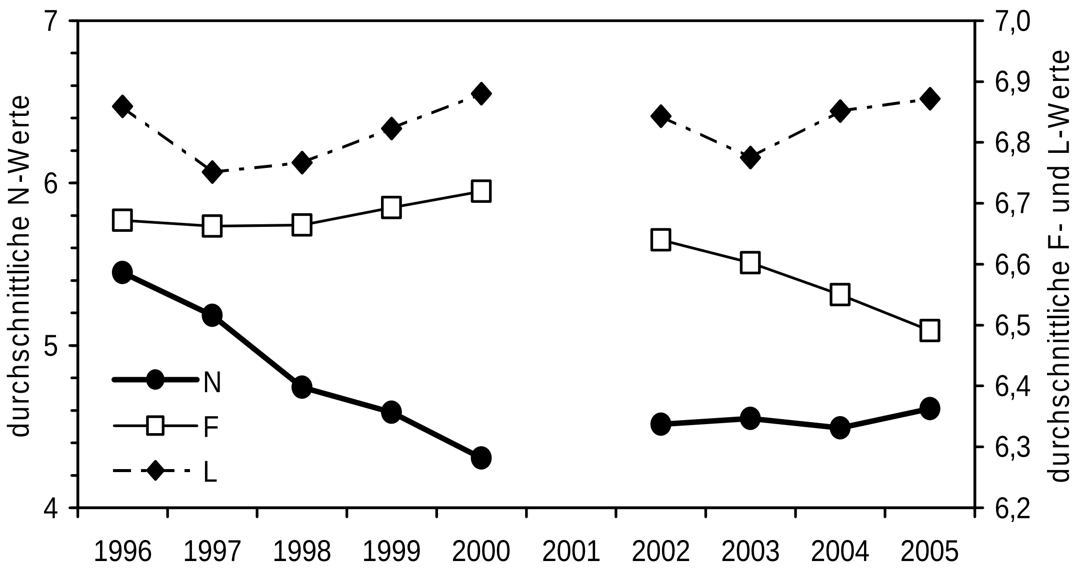


Abb. 2: Durchschnittliche Zeigerwerte nach Ellenberg auf 13 vegetationskundlichen Dauerbeobachtungsflächen. Die Korrelationen zwischen Untersuchungsjahr und Parametern sind für den N-Wert (Korrelationskoeffizient nach Pearson: r = -0,703, p = 0,035) und den F-Wert (r = -0,795, p = 0,01) statistisch signifikant.

Mahd

Wesentliches Instrument zur Aushagerung der Flächen war neben dem Düngungsverzicht eine entsprechend angepasste Mahd. Die Flächen wurden in der Regel ein- bis zweimal im Jahr, selten auch häufiger gemäht. Je nach Ausgangs- und Zielzustand und den jährlichen Witterungsbedingungen variierte der Zeitpunkt des ersten Schnittes vom 1.05. bis zum 28.10. Wenige Flächen waren Dauerbrachen, mitunter wurden ganze Flächen oder Teilflächen jahrweise nicht gemäht.

Tab. 2: Entwicklung der Vegetation auf Untersuchungsflächen mit quantitativer Erfassung der Heuschrecken (aus MARSCHALEK in Vorb.).

Flächen-Nummer	Nutzung / Vegetation 1988	Nutzung / Vegetation 1995	Vegetation 2000	Vegetation 2005
2	Grünland, mehrschürig (3 + Nachweide)	Wirtschaftswiese, typisch artenarm, zweischürig	Kohldistelwiese, typische Ausbildung	Kohldistelwiese
4	Grünland, mehrschürig (3 + Nachweide)	Wiesenbrache ruderalisiert mit Kleinseggen, zweischürig	Kohldistelwiese, kleinseggenreich	Pfeifengraswiese
5	Grünland, mehrschürig (3 + Nachweide)	Nasswiese, hochstaudenreich, zweischürig	Kohldistelwiese, kleinseggenreich	Kohldistelwiese, kleinseggenreich
7	Grünland, mehrschürig	Wirtschaftswiese, typisch artenarm, zweischürig	Glatthaferwiese	Glatthaferwiese, Kohldistel-ausbildung
25	Grünland, mehrschürig	Wirtschaftswiese, typisch artenarm, mehrschürig	Glatthaferwiese, typisch artenarm	Glatthaferwiese
28	Grünland , zweischürig	Kohldistelwiese, typisch artenarm, zweischürig	Kohldistelwiese	Sumpfdotter-blumenwiese
29	Grünland, zweischürig	Kohldistelwiese, typisch artenarm, zweischürig	Kohldistelwiese, Pfeifengrasarten	Pfeifengraswiese
32	Grünland, mehrschürig	Wirtschaftswiese, typisch artenarm, zweischürig	Glatthaferwiese	Tal-Glatthaferwiese

Zur Reduktion der Biomasse und als Folge der Wiederaufnahme der Mahd auf brachgefallenen Flächen nahm die Mahdfrequenz in den ersten Jahren auf über 1,5 Schnitte pro Fläche und Jahr zu (Abb. 3). Bis zu den Jahren 2000/2001 nahm die Mahdhäufigkeit dann wieder ab. In gleichem Maße wurde der durchschnittliche Beginn der ersten Mahd von Anfang Juli auf Anfang bis Mitte Juni vorverlegt (Korrelationskoeffizient nach Pearson: $r = -0{,}721$, $p = 0{,}019$). Auch die Variabilität der Mahdzeitpunkte im Laufe der Untersuchungszeit – ausgedrückt durch den Varianzkoeffizienten des Zeitpunkts der ersten Mahd – nahm ebenfalls deutlich zu ($r = 0{,}782$, $p = 0{,}008$).

Als Parameter in der Analyse berücksichtigt wurden der Zeitpunkt der ersten Mahd und die Anzahl der Schnitte im Jahr. In einigen Analysen wurden in Anpassung an die Mahdrhythmen im Untersuchungsgebiet folgende Nutzungstypen (Variable "Mahdperiode") unterschieden: nicht gemäht / Frühmahd (bis 26.5. eines Jahres) / Normalmahd (bis 30.6.) / Spätmahd (bis 31.8.) / Herbstmahd (spätere Mahd).

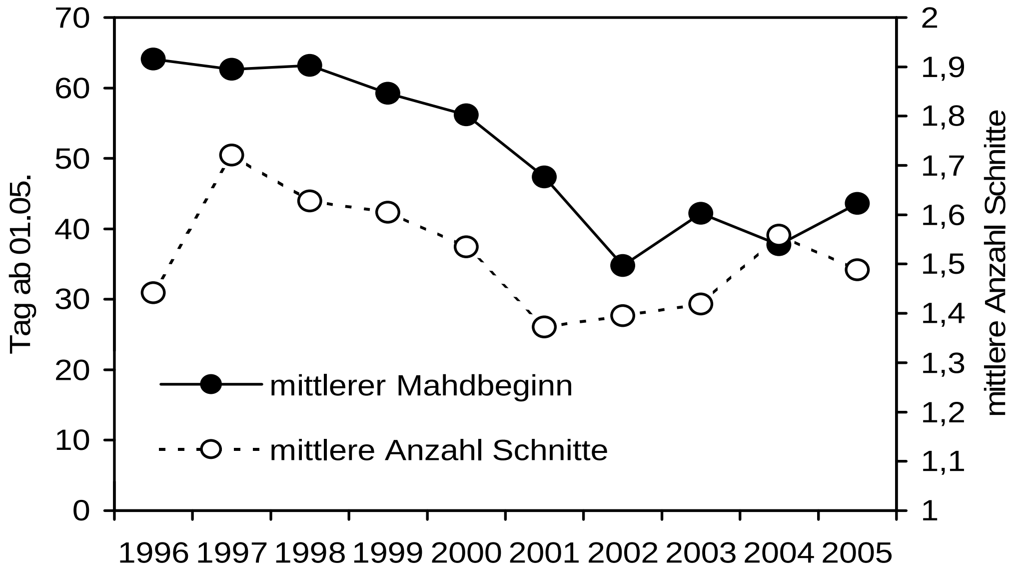


Abb. 3: Mahdregime während des Untersuchungszeitraumes.

Arterfassung

Zunächst wurden die Heuschrecken auf allen Untersuchungsflächen in den Monaten Mai bis Oktober der Jahre 1997 bis 2005 qualitativ untersucht. Die Erfassung erfolgte in mindestens drei Begehungen durch Sicht, Hand- und Kescherfänge sowie Verhören auch unter Einsatz von Bat-Detektoren (Batbox III, Stag Electronics und QMC-Mini). Ab dem Jahr 2002 wurde die Erfassung durch die Festlegung einer konkreten Anzahl von drei Begehungen innerhalb eines begrenzten Untersuchungszeitraums (Mitte Juli, Anfang August, Ende August) und die flächige Kontrolle mit Linientransekten normiert.

Die Ergebnisse der Freilanduntersuchungen wurden hinsichtlich der Arten *Gryllus campestris*, *Gryllotalpa gryllotalpa* und den *Tetrix* spec. durch Beifänge aus Barberfallen auf 22 der Untersuchungsflächen ergänzt. Diese Beifänge machten deutlich, dass zumindest *Gryllotalpa gryllotalpa* und die *Tetrix*-Arten im Freiland nur unzureichend erfasst werden konnten. Diese Arten wurden deshalb zusammen mit *Gryllus campestris*, die aufgrund des Erfassungsschwerpunktes ab Juli ebenfalls vermutlich nicht flächendeckend erfasst werden konnte, von der weiteren Analyse ausgeschlossen.

Im Rahmen des Pflege- und Entwicklungsplanes wurden *Chorthippus montanus*, *Mecostethus parapleurus* und *Stethophyma grossum* als Zielarten festgelegt. Zu diesen Arten liegen aus acht Teilflächen (Tab. 2) quantitative Untersuchungen aus den Jahren 1997, 1998, 1999, 2000 und 2002 vor. Dazu wurden jeweils vier bis fünf Quadrate mit einer Kantenlänge von 5 m abgesteckt und anschließend von Hand und mit Hilfe eines Keschers leergefangen. Nach dem die quantitativen Untersuchungen im Jahr 2002 aufgrund des vergleichsweise schlechten Verhältnisses zwischen Aufwand und Ergebnis beendet wurden, wurde in den Jahren 2004 und 2005 zumindest das Verbreitungsgebiet der Zielarten flächenscharf erfasst.

Raumparameter

Bei räumlich verteilten Daten ist das Phänomen, dass bestimmte Parameter eine Korrelation nur deshalb aufweisen können, weil sie eine ähnliche räumliche Verteilung haben, ein weit verbreitetes statistisches Problem (z.B. LEGENDRE 1993). Auch die Verteilung der Arten im Raum ist nicht unabhängig: es ist zu erwarten, dass potentiell geeignete Habitate in der Nähe besiedelter Flächen mit einer höheren Wahrscheinlichkeit ebenfalls besiedelt sind als weiter entfernte Flächen. Aus diesem Grund wurde in die Analyse die Konnektivität der Flächen S_f im Sinne von HANSKI (1994) eingeführt:

$$S_f = \sum p_g \exp(-d_{fg}) A_g$$

mit S_f = Konnektivität der Fläche f, d_{fg} = Entfernung zwischen der betrachteten Fläche f und einer anderen Fläche g, A_g = Flächengröße der Fläche g, $p_g = 1$, wenn die Fläche g von der betrachteten Art besiedelt wird, $p_g = 0$, wenn diese nicht besiedelt ist. Je höher der berechnete Wert, desto besser ist die Konnektivität, d.h. desto geringer die Isolation der betrachteten Fläche.

Da außerdem mit zunehmender Flächengröße die Wahrscheinlichkeit zunimmt, dass eine bestimmte Fläche von einer Art besiedelt ist, wurde auch die logarithmierte Flächengröße als Parameter verwendet.

Ergebnisse

Entwicklung des Artenspektrums

Insgesamt konnten 24 Heuschreckenarten nachgewiesen werden (Tab. 3). *Barbitistes serricauda* und *Meconema thalassinum* wurden (nahezu) ausschließlich in einem Waldmantel nachgewiesen. *Chorthippus brunneus, Omocestus viridulus, Tetrix undulata* und *T. tenuicornis* sowie *Tettigonia viridissima* kamen ebenfalls nur selten und nicht in allen Jahren vor.

Zu den mit einer Stetigkeit über 50% verbreiteten Arten zählen neben den relativ euryöken Arten *Tettigonia cantans, Metrioptera roeselii, Pholidoptera griseoaptera* und *Chorthippus parallelus* mit *Chrysochraon dispar* und *Conocephalus fuscus* zwei anspruchsvollere Arten, die für vertikal gut strukturierte Lebensräume charakteristisch sind. Unter den sechs Rote-Liste-Arten fallen *Stethophyma grossum* und *Mecostethus parapleurus* auf, die mit Stetigkeiten um die 15% im Untersuchungsgebiet relativ gut vertreten sind.

Bei acht Arten lässt sich eine statistisch signifikante Zunahme während des Untersuchungszeitraumes belegen (Tab. 3, Abb. 4). Besonders deutlich ist die Entwicklung bei *Mecostethus parapleurus*, bei der sich die Anzahl der besiedelten Flächen etwa verzehnfacht hat. Auch bei *Chorthippus biguttulus* ist über die Jahre ein mehr oder weniger kontinuierlicher Anstieg der Stetigkeit festzustellen. *Chorthippus brunneus* wurde im Jahr 2001 erstmals nachgewiesen und wird seitdem ebenfalls häufiger. Weniger deutlich ist der Anstieg bei *Chrysochraon dispar, Metrioptera roeselii, Euthystira brachyptera* und *Chorthippus dorsatus*. Insbesondere bei *Chrysochraon dispar* und *Metrioptera roeselii* fällt ein Rückgang in den Jahren 1998 und 1999 auf.

Tab. 3: Heuschreckenartenspektrum auf den Untersuchungsflächen. Rote Liste: Rote-Liste-Status D = Deutschlands (BINOT et al. 1998), Bayern = Bayerns (Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 2003). Stetigkeit: Anteil besiedelter Flächen an allen Untersuchungsflächen. Indikator (Einstufung auf der Basis eigener Erfahrungen): x = Indikatorart für extensiv genutzte Flächen (Ext), Feuchtstandorte (hyg), Vertikalstrukturen (Vert). Entwicklung: statistisch signifikante Korrelationen zwischen Stetigkeit und Untersuchungsjahr, rs = Spearmanscher Rangkorrelationskoeffizient, Signifikanz *: p < 0,05, **: p < 0,01, *** p < 0,001.

Art	Rote Liste		Stetigkeit	Indikator			Entwicklung	
	D	Bayern		Ext	hyg	Vert	r_s	Signifikanz
Tettigonia cantans			76%			x		
Chrysochraon dispar	3	3	70%	x	x	x	0,81	**
Metrioptera roeselii			64%				0,70	*
Pholidoptera griseoaptera			63%			x		
Chorthippus parallelus			54%					
Conocephalus fuscus		V	54%	x		x		
Chorthippus dorsatus		V	43%	x	x		0,69	*
Tetrix subulata			38%		x		nicht analysiert	
Gomphocerippus rufus			31%	x		x		
Chorthippus albomarginatus			27%		x			
Chorthippus biguttulus			25%				0,87	**
Chorthippus montanus	3	3	24%	x	x			
Gryllus campestris	3	3	24%	x			nicht analysiert	
Mecostethus parapleurus	2	2	19%	x			0,95	***
Stethophyma grossum	2	2	14%	x	x		0,71	*
Euthystira brachyptera		V	8%	x		x	0,84	**
Gryllotalpa gryllotalpa	V	3	6%		x		nicht analysiert	
Meconema thalassinum			4%			x		
Tettigonia viridissima			2%			x		
Barbitistes serricauda			2%			x		
Chorthippus brunneus			2%				0,84	**
Tetrix tenuicornis			1%	x			nicht analysiert	
Tetrix undulata			1%				nicht analysiert	
Omocestus viridulus		V	1%	x				

Die Entwicklung der Artenzahl pro Fläche zeigt einen ähnlichen Verlauf (Abb. 5). Nach einem Rückgang in den ersten Jahren bis in das Jahr 2000 ist die Entwicklung mit Ausnahme des Jahres 2003 positiv – unabhängig davon, welche Artengruppe betrachtet wird. Inzwischen deutet sich eine Stabilisierung an.

Die Stetigkeit vieler Arten ist negativ mit dem durchschnittlichen Zeitpunkt der ersten Mahd – je früher die Mahd desto geringer die Zahl der besiedelten Flächen – sowie positiv mit dem Variationskoeffizienten des Zeitpunktes der ersten Mahd (als Ausdruck der Variabilität der Schnittzeitpunkte in aufeinanderfolgenden Jahren) und dem mittleren F-Wert der Vegetation korreliert (Tab. 4, Abb. 6). Bei der Interpretation ist zu berücksichtigen, dass zwischen dem Zeitpunkt der ersten Mahd sowie dem Variationskoeffizient des erstes Mahdzeitpunktes auf der

einen Seite und dem F-Wert auf der anderen Seite eine starke Interkorrelation besteht (Pearsonscher Korrelationskoeffizient: r = 0,774, p = 0,014 bzw. r = -0,693, p = 0,038). Zwischen der Anzahl besiedelter Flächen und Klimafaktoren bzw. weiteren Parametern, die die Vegetation beschreiben, besteht nur in wenigen Fällen eine statistisch nachweisbare Beziehung.

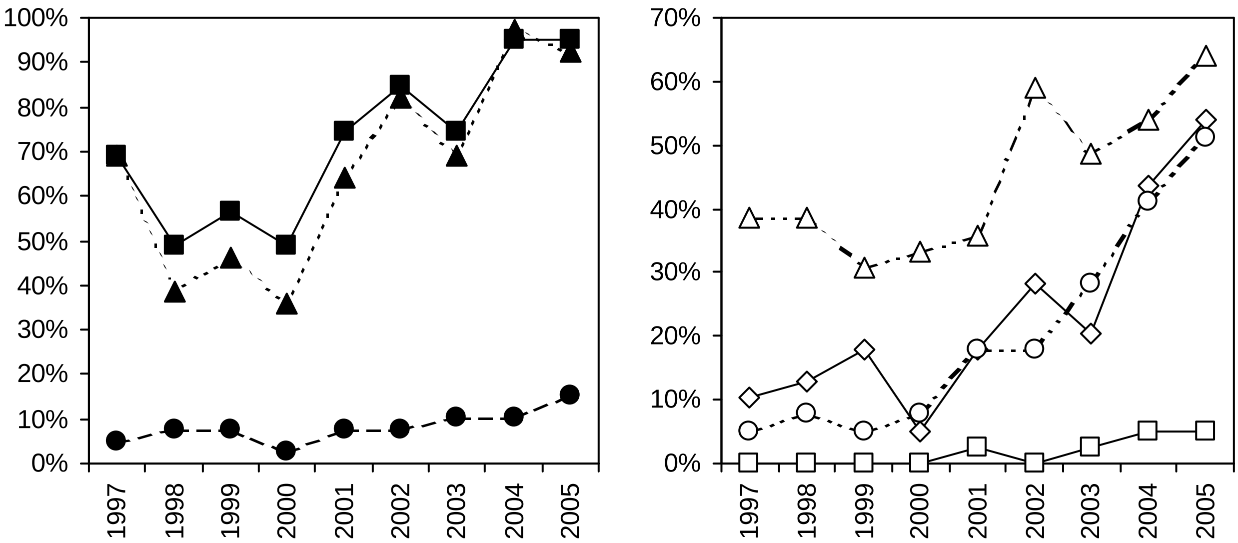


Abb. 4: Stetigkeit (in %) ausgewählter Heuschreckenarten im Verlauf des Untersuchungszeitraumes. Dargestellt werden nur Arten, bei denen die Entwicklung statistisch gesichert ist (vgl. Tab. 3). Linke Grafik: ■ *Chrysochraon dispar*, ● *Euthystira brachyptera*, ▲ *Metrioptera roeselii*; Rechte Grafik: ◇ *Chorthippus biguttulus*, □ *Ch. brunneus*, △ *Ch. dorsatus*, ○ *Mecostethus parapleurus*.

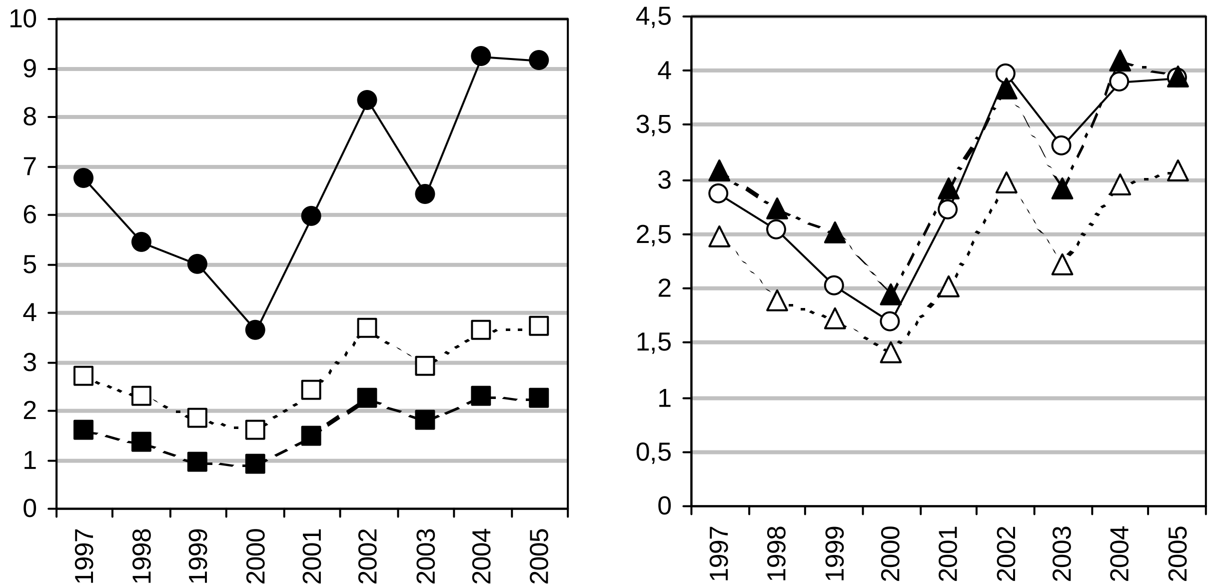


Abb. 5: Entwicklung der durchschnittlichen Artenzahl pro Fläche. Linke Grafik: ● Alle Arten, ■ Rote-Liste-Arten, □ Rote-Liste-Arten inkl. "V"; Rechte Grafik: △ Hygrophile Arten, ○ Extensivzeiger, ▲ typisch für Vertikalstrukturen.

Tab. 4: Beziehung zwischen Artenzahlen und der Anzahl von Artvorkommen in den Untersuchungsjahren und verschiedenen Parametern (Jahresdurchschnittswerte). Angegeben ist der Spearmansche Rangkorrelationskoeffizient r_s für signifikante bivariate Beziehungen zwischen den Zielvariablen (1. Spalte) und den unabhängigen Variablen (übrige Spalten) sowie das entsprechende Signifikanzniveau (*: p ≤ 0,05, **: p ≤ 0,01, *** p ≤ 0,001). Parameter, die in einer multiplen Regressionsanalyse zwischen den Artparametern und den unabhängigen Variablen eine statistisch signifikante Beziehung aufweisen, sind fett gedruckt, bei fehlenden signifikanten Beziehungen in beiden Analysen sind die entsprechenden Felder leer. Arten (*Barbitistes serricauda*) und unabhängige Parameter (Schnitthäufigkeit), die in keinem Fall eine signifikante Beziehung aufwiesen, werden nicht dargestellt. Da bei der multiplen Regression nur hinsichtlich aller Parameter vollständige Datensätze berücksichtigt werden konnten, ist die Stichprobengröße geringer. So ist zu erklären, dass in einigen Fällen (z.B. *Conocephalus fuscus*) bei der Korrelations-, nicht aber bei der multiplen Regressionsanalyse eine signifikante Beziehung nachzuweisen ist.

Zielvariable über alle Teilflächen aggregiert	Zeitpunkt erste Mahd	Mahd – Variationskoeffizient	Wetterfaktor 1 (Wärme)	Wetterfaktor 2 (Winterkälte)	Wetterfaktor 3 (Schnee)	Wetterfaktor 4 (Niederschlag)
Zahl aller Arten	-0,73 *	0,72 *				
Zahl Rote-Liste-Arten	-0,80 **	**0,81 ****				
Zahl Rote-Liste-Arten inkl. "V"	-0,75 *	**0,80 ****				
Zahl hygrophile Arten	-0,67 *	0,73 *				
Zahl Extensivierungszeiger	-0,72 *	**0,85 ****				
Zahl f. Vertikalstrukt. typischer Arten	-0,71 *	0,69 *				
Chorthippus albomarginatus	-0,69 *					
Chorthippus biguttulus	-0,69 *	0,69 *				**0,39**
Chorthippus brunneus	-0,83 **				**0,45**	**-0,03**
Chorthippus dorsatus	-0,71 *	**0,73 ***				
Chorthippus montanus	**-0,54**					
Chorthippus parallelus						
Chrysochraon dispar	-0,75 *					
Conocephalus fuscus				0,70 *		
Euthystira brachyptera	-0,78 *	0,81 **				
Gomphocerippus rufus	-0,78 *	**0,90 *****				
Mecostethus parapleurus	-0,85 **	0,69 *				
Metrioptera roeselii	-0,75 *	0,77 *				
Meconema thalassinum						
Omocestus viridulus			-0,72 *			
Pholidoptera griseoaptera						
Stethophyma grossum						
Tettigonia cantans						
Tettigonia viridissima			-0,74 *			

Tab. 4: Fortsetzung.

Zielvariable über alle Teilflächen aggregiert	Vegetation - Deckung	Vegetation - Feuchte	Vegetation - N-Wert	Vegetation - Licht
Zahl aller Arten		**-0,90 ****		
Zahl Rote-Liste-Arten		-0,92 **		
Zahl Rote-Liste-Arten inkl. "V"		-0,92 ***		
Zahl hygrophile Arten		**-0,88 ****		
Zahl Extensivierungszeiger		-0,86 **		
Zahl für Vertikalstrukturen typischer Arten		**-0,90 ****		
Chorthippus albomarginatus		**-0,79 ***		
Chorthippus biguttulus		**-0,88 ****		
Chorthippus brunneus		**-0,87 ****		
Chorthippus dorsatus	**-0,08**	-0,90 **		
Chorthippus montanus		-0,71 *		
Chorthippus parallelus		**-0,81 ***		
Chrysochraon dispar		**-0,87 ****		
Conocephalus fuscus				
Euthystira brachyptera		**-0,93 *****		
Gomphocerippus rufus		-0,72 *		**-0,17**
Mecostethus parapleurus		**-0,84 ****	**-0,32**	
Metrioptera roeselii		**-0,91 ****		
Meconema thalassinum				-0,74 *
Omocestus viridulus				
Pholidoptera griseoaptera		**-0,81 ***		
Stethophyma grossum				
Tettigonia cantans		**-0,71 ***		
Tettigonia viridissima				

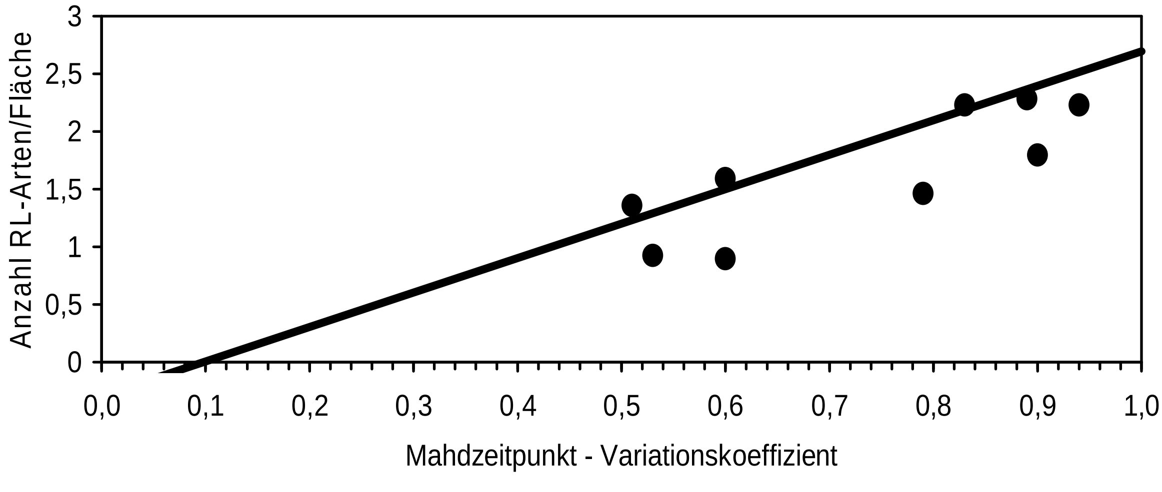


Abb. 6: Beziehung zwischen der Anzahl der Rote-Liste-Arten pro Fläche in den einzelnen Untersuchungsjahren und dem Variationskoeffezienten des Zeitpunkts der ersten Mahd

Die Zunahme der Artenzahl ist auch auf 40% der Einzelflächen statistisch gesichert. Dabei ist nur eine Beziehung zur Lage statistisch nachweisbar: Signifikante Zunahmen konnten v.a. auf den im Norden (43% der Flächen) und im Zentralbereich (69%) festgestellt werden, während dies im Süden im keinen Fall und im Westen nur auf 10% der Flächen der Fall war (Chi^2-Quadrat-Test, DF = 3, p = 0,008). Eine statistisch signifikante Beziehung zwischen deutlicher Zunahme auf einer Fläche und Vegetationstyp sowie Nutzung (gemäht/ungemäht) konnte nicht nachgewiesen werden.

Beziehung zwischen Artvorkommen und Umweltparametern

Da für einige der möglicherweise relevanten Parameter (insbesondere zu den aus Vegetationsaufnahmen abgeleiteten Werten) nicht zu allen Flächen und Jahren Daten vorliegen, wurde die Analyse der Beziehung zwischen den Artvorkommen und unabhängigen Variablen zunächst auf die Variablen beschränkt, die eine Betrachtung aller Flächen in allen Untersuchungsjahren ermöglichen. In diesem Datensatz kann die Vegetation nur als Vegetationseinheit und der Einfluss der Mahd nur durch die Variablen Mahdperiode und Mahdhäufigkeit berücksichtigt werden (Tab. 5). Zusätzliche unabhängige Variablen sind die Raumparameter Fläche und Konnektivität sowie das jeweilige Untersuchungsjahr. Mit einem r^2 nach Nagelkerke von in der Regel über 0,40 sind die Anpassungen der Modelle insgesamt sehr gut. Nur bei *Conocephalus fuscus* und *Pholidoptera griseoaptera* ist die Modellanpassung schlechter, bei *Tettigonia cantans* konnte keinerlei statistisch gesicherte Beziehung festgestellt werden. Bei 12 von 14 Arten (= 86%) hat die Vegetationseinheit und bei 8 von 14 Arten (= 64%) das betrachtete Untersuchungsjahr einen erheblichen Einfluss auf das Vorkommen der Arten auf einer Fläche. Auch die Raumparameter Fläche und Konnektivität spielen bei fast allen Arten eine große Rolle. Erwartungsgemäß nimmt die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens einer Art auf einer Fläche mit der Flächengröße zu, während zur Konnektivität sowohl negative als auch positive Beziehungen nachweisbar sind. Die Nutzung der Fläche hat nur bei *Conocephalus fuscus*, *Chorthippus parallelus* und *Metrioptera roeselii* mit einem Signifikanzniveau unter 1% einen deutlichen Einfluss.

In einem zweiten Datensatz wurden nur die Flächen und Jahre berücksichtigt, in denen genauere Daten zur Vegetation und zum Mahdregime vorliegen, berücksichtigt also ausschließlich gemähte Flächen (Tab. 6). Bei *Chorthippus dorsatus* und *Stethophyma grossum* hat der durchschnittliche N-Wert der Vegetation einen deutlich negativen Effekt, der L-Wert hat bei *Metrioptera roeselii* und *Mecostethus parapleurus* einen positiven Effekt auf die Vorkommenswahrscheinlichkeit. Höhere Feuchte-Werte wirken positiv auf das Vorkommen von *Stethophyma grossum* und negativ auf das von *Metrioptera roeselii*. Die Wahrscheinlichkeit des Vorkommens von *Metrioptera roeselii* sinkt mit einem späteren Zeitpunkt des Mahdbeginns.

Unter den Arten, die eine auf mindestens 1-%-Niveau signifikante Beziehung zum Vegetationstyp aufweisen, konnten *Chorthippus albomarginatus*, *C. biguttulus, C. dorsatus, C. montanus, M. roeselii, Stethophyma grossum* und *Tettigonia cantans* deutlich häufiger auf verschiedenen Wiesentypen nachgewiesen werden, wobei *C. biguttulus* die Glatthaferweisen präferierte, während *C. dorsatus*,

C. montanus und *Stethophyma grossum* häufiger auf Feucht- und Streuwiesen vorkamen (Tab. 7). *Chrysochraon dispar, Conocephalus fuscus* und *Pholidoptera griseoaptera* waren auf allen Vegetationstypen relativ häufig nachzuweisen, mit einem gewissen Schwerpunkt auf Feucht- und Streuwiesen (*Chrysochraon dispar, Conocephalus fuscus*), Röhrichten (*Conocephalus fuscus*) sowie Wiesenbrachen und Hochstaudenfluren (*Pholidoptera griseoaptera*). Auch *Gomphocerippus rufus* war weit verbreitet, mied aber Großseggenriede und Röhrichte.

Unter den Arten, bei denen die Mahdperiode einen signifikanten Einfluss hat, besiedeln *Chorthippus albomarginatus* und *C. parallelus* v.a. Flächen, die bis zum 30. Juni bzw. 31. August gemäht werden, während im Herbst oder nicht gemähte Flächen ganz oder teilweise gemieden werden (Abb. 7). Bei *Conocephalus fuscus* und *Chrysochraon dispar* ist v.a. eine Meidung ungemähter Flächen und zumindest bei *Conocephalus fuscus* auch eine gewisse Bevorzugung sehr früh gemähter Flächen erkennbar.

Tab. 5: Beziehung zwischen dem Vorkommen einer Art auf einer Fläche und verschiedenen Parametern - Gesamtdatensatz. Schrittweise logistische Regression; berücksichtigt wurden nur Arten, die in allen Zellen > 20 Fälle aufwiesen; Bedingung für die Akzeptanz des Modelles war der Hosmer and Lemeshow Goodness-of-Fit Test. Die Güte des Modells kann mit dem r^2 nach Nagelkerke beschrieben werden, der Wert liegt zwischen 0 und 1; je höher der Wert desto besser die Anpassung des Modells, Werte über 0,4 gelten als gute Anpassung. Über den Wald-Test können auch die Prädiktoren des Modells untereinander verglichen werden. Das entsprechende Signifikanzniveau ((*): p > 0,05, *: p ≤ 0,05, **: p ≤ 0,01, *** p ≤ 0,001) gibt Hinweise darauf, welche unabhängigen Variablen das Modell besser erklären als andere. + und – geben bei kontinuierlichen Variablen an, ob die Beziehung zu den Artvorkommen positiv oder negativ sind. Vegetationseinheit = Feuchtwiesen, Wiesenbrachen, Streuwiesen, Hochstaudenfluren, Glatthaferwiesen, Röhrichte und Großseggenriede; Fläche = Flächengröße.

Art	Jahr	Veget.-einheit	Mahd-periode	Mahd-häuf.	Fläche	Kon-nekt.	r^2
Conocephalus fuscus	**	***	***	** (-)		** (-)	0,32
Chorthippus albomarginatus	***	**	*		*** (+)	*** (-)	0,83
Chorthippus biguttulus	***	***				*** (-)	0,63
Chorthippus dorsatus		***			*** (+)	*** (+)	0,56
Chorthippus montanus		***		* (+)	*** (+)	*** (+)	0,65
Chorthippus parallelus	***	*	**	* (-)	** (+)	*** (-)	0,74
Chrysochraon dispar	***	***	*		*** (+)		0,53
Euthystira brachyptera		(*)			*** (+)		0,50
Gomphocerippus rufus	***	***					0,30
Mecostethus parapleurus	***	(*)				*** (-)	0,51
Metrioptera roeselii	***	***		** (-)	*** (+)	** (-)	0,71
Pholidoptera griseoaptera	***	**				*** (-)	0,42
Stethophyma grossum		**			*** (+)		0,43
Tettigonia cantans	*	**			** (+)	* (-)	0,29

Tab. 6: Beziehung zwischen dem Vorkommen einer Art auf einer Fläche und verschiedenen Parametern – reduzierter Datensatz. Schrittweise logistische Regression; dargestellt werden nur signifikante Beziehungen zwischen Arten und Parametern, die in Tab. 5 nicht berücksichtigt werden konnten; weitere Erläuterungen s. Tab. 5 und Text

Art	N-Wert	F-Wert	L-Wert	Mahdbeginn	Modell r²
Chorthippus dorsatus	** (-)				0,75
Mecostethus parapleurus			* (+)		0,26
Metrioptera roeselii		* (-)	* (+)	* (-)	0,85
Stethophyma grossum	** (-)	* (+)			0,38

Tab.7 : Stetigkeit (%) ausgewählter Heuschreckenarten in Abhängigkeit vom Vegetationstyp

Art	Glattha-ferwiesen	Feucht-wiesen	Streu-wiesen	Wiesen-brachen	Hoch-stau-denfluren	Groß-seggen-riede	Röhrichte
Chorthippus albomarginatus	54	43	28	6	0	0	0
Chorthippus biguttulus	52	23	9	1	5	1	1
Chorthippus dorsatus	54	67	72	28	16	39	2
Chorthippus montanus	19	48	59	22	2	0	0
Chrysochraon dispar	65	88	96	78	62	61	47
Conocephalus fuscus	42	65	78	50	40	56	69
Gomphocerippus rufus	51	21	28	33	56	0	7
Metrioptera roeselii	24	31	19	6	10	3	5
Pholidoptera griseoaptera	54	69	56	89	76	56	53
Stethophyma grossum	13	55	30	2	0	0	0
Tettigonia cantans	19	26	17	6	13	5	13

Entwicklung der Zielarten

Von den Zielarten konnte nur bei *Mecostethus parapleurus* eine signifikante Zunahme der besiedelten Flächen festgestellt werden (Abb. 4). Sie wurde ursprünglich nur auf zwei Flächen im Süden und Zentrum des Untersuchungsgebietes nachgewiesen und besiedelte von hier aus zunächst angrenzende Flächen (Abb. 8). Inzwischen können auf vielen Flächen zumindest jahrweise einzelne Individuen nachgewiesen werden. Larvennachweise belegen aber die dauerhafte Neubesiedlung zumindest kleiner Flächen außerhalb der Verbreitungszentren. Die größte nachgewiesene Entfernung zwischen einer Teilpopulation und einzelnen, vermutlich dispersierenden Individuen bzw. einer neu gegründeten Teilpopulation beträgt 220 m.

Auf allen quantitativ untersuchten Flächen mit Nachweisen der Art wurde eine signifikante Veränderung der Häufigkeiten im Laufe der Untersuchungszeit festgestellt. Mit Ausnahme von Fläche Nr. 25 nahm die Dichte auf allen Flächen zu (Abb. 9).

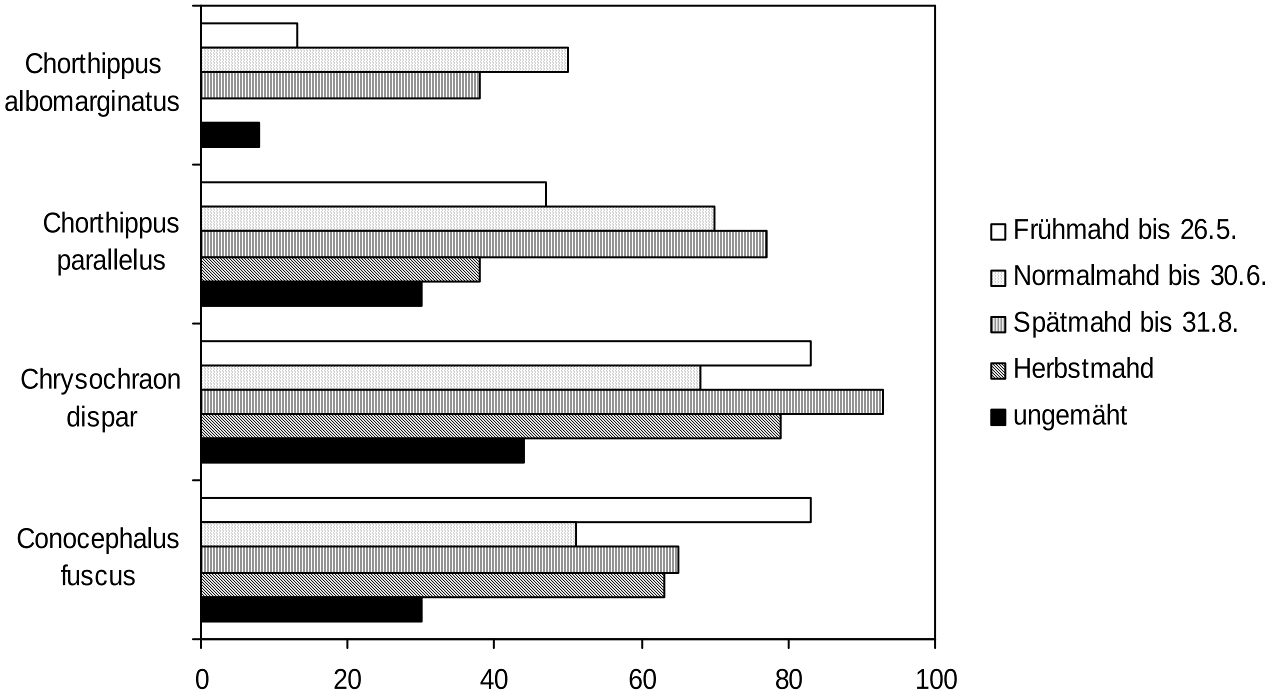


Abb. 7: Stetigkeit von ausgewählten Heuschreckenarten in Abhängigkeit von der Mahdperiode.

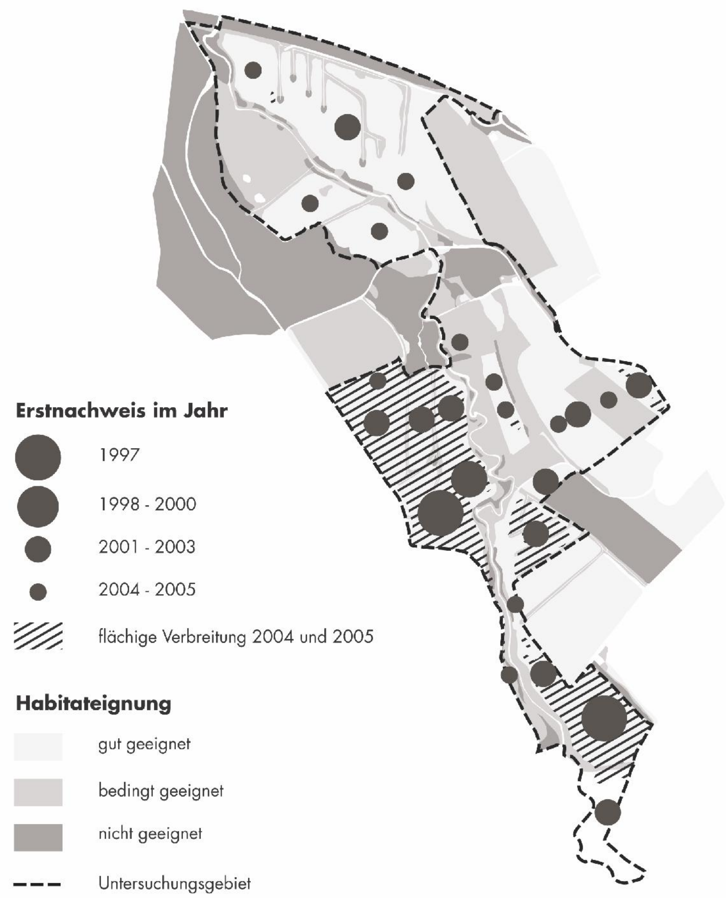


Abb. 8:

Ausbreitung und Verbreitung von *Mecostethus parapleurus* im Untersuchungsgebiet.

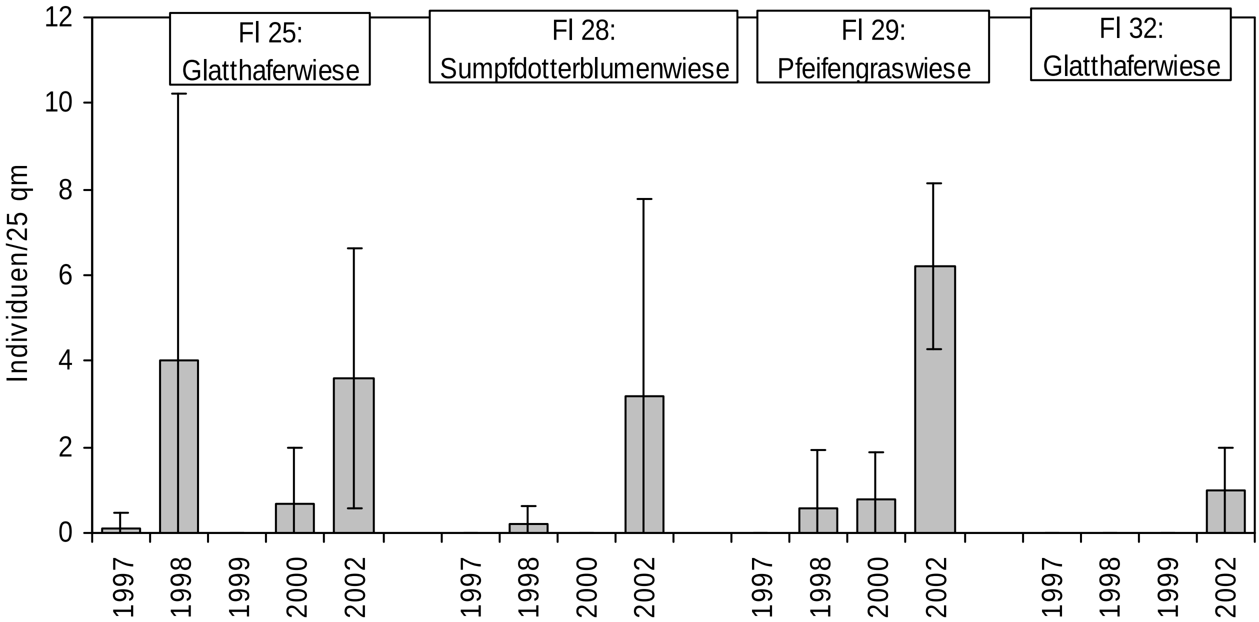


Abb. 9: Veränderungen der Dichte von *Mecostethus parapleurus* auf ausgewählten Flächen.

Bei *Stethophyma grossum* ist die Entwicklung nicht eindeutig: Hier wurde ausgehend von einer Fläche im Norden des Untersuchungsgebietes zunächst über 230 m eine Besiedlung im Zentrum des Gebietes festgestellt (Abb. 10). Dies ging mit einer Erhöhung der Dichte einher (Abb. 11). Nach 1999 nahm die Dichte deutlich ab, so dass die Art auch in den Jahren 2004 und 2005 jeweils nur in relativ geringer Individuenzahl nachgewiesen werden konnte.

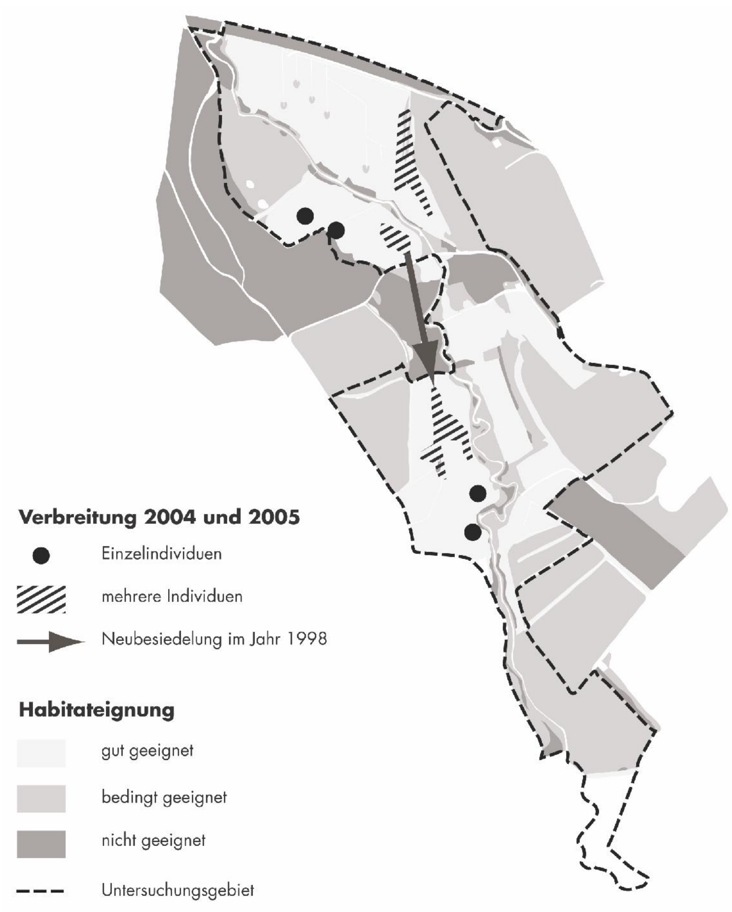


Abb. 10:

Ausbreitung und Verbreitung von *Stethophyma grossum* im Untersuchungsgebiet

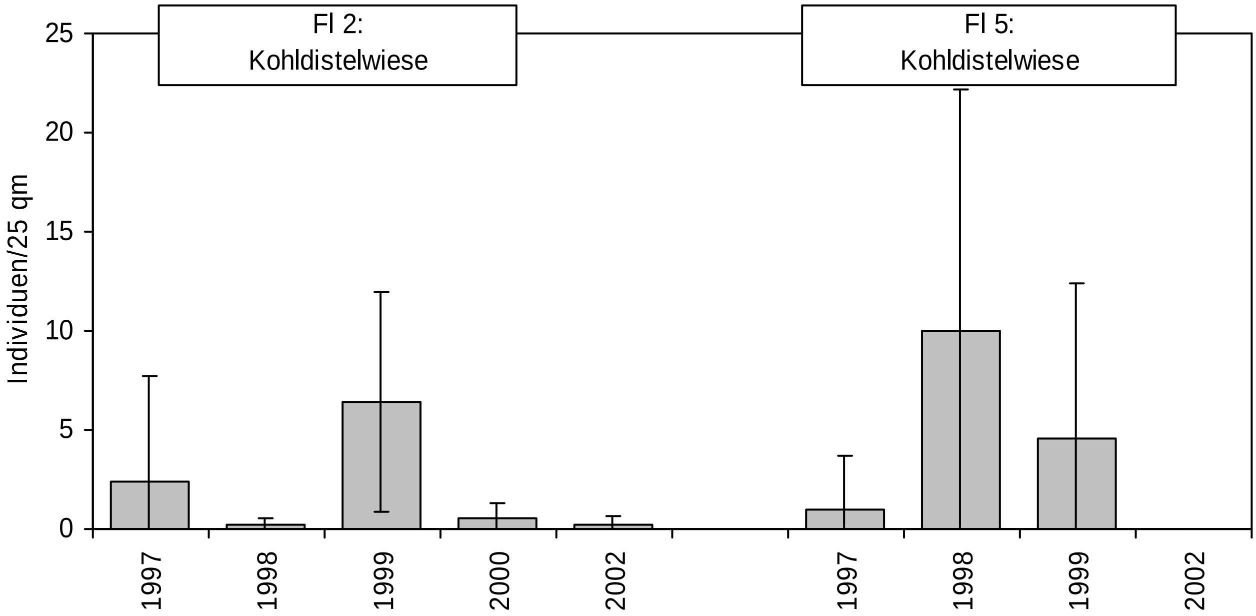
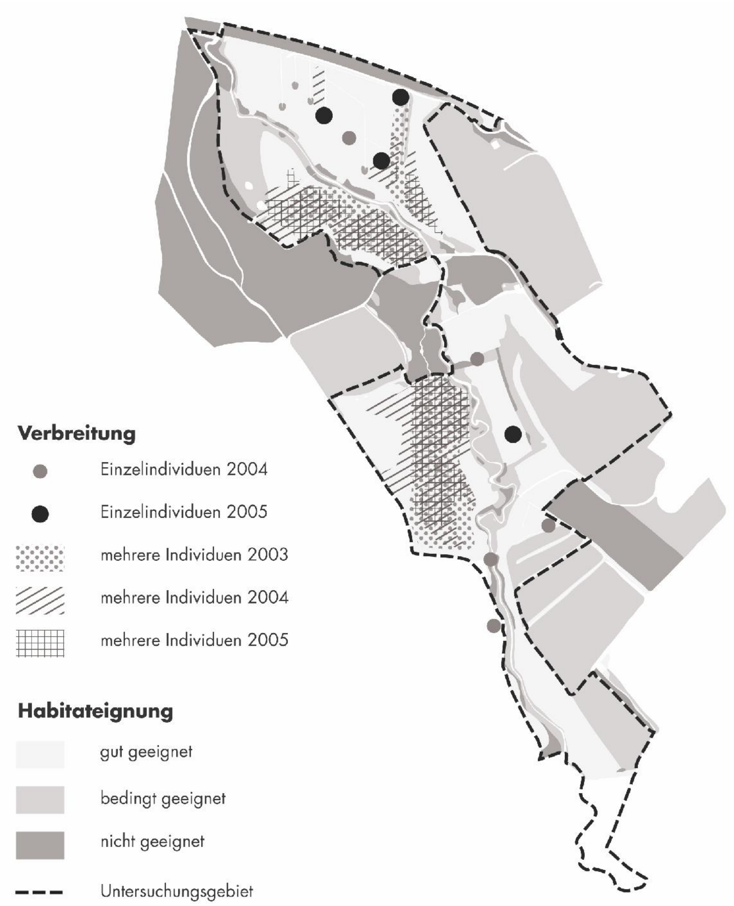


Abb. 11: Veränderungen der Dichte von *Stethophyma grossum* auf ausgewählten Flächen.



Chorthippus montanus weist keine signifikante Änderungen der Anzahl besiedelter Flächen auf (Tab. 3). Die Vorkommensgebiete schwanken zwar etwas von Jahr zu Jahr (Abb. 12), Erweiterungen waren jedoch allenfalls geringfügig.

Abb. 12:

Verbreitung von *Chorthippus montanus* im Untersuchungsgebiet.

Diskussion

Regeneration intensiv genutzter Feucht- und Streuwiesen – sind die Maßnahmen erfolgreich?

Die signifikante Zunahme der durchschnittlichen Artenzahl pro Fläche bzw. der Stetigkeit bei einem Drittel der Arten belegt, dass die Maßnahmen zur Regeneration der Feucht- und Streuwiesen erfolgreich waren. Dies gilt nicht nur für euryöke und weit verbreitete Arten, sondern auch für teilweise stark gefährdete Arten, von denen *Mecostethus parapleurus* mit einer Zunahme der Stetigkeit um das Zehnfache das herausragendste Beispiel ist. Unter den im Alpenvorland auf Feucht- und Streuwiesen regelmäßig vorkommenden Heuschreckenarten fehlt nur *Conocephalus dorsalis*, die jedoch auch in früheren Jahren nicht im Untersuchungsgebiet nachgewiesen werden konnte. Das nächste bekannte, durch die Artenschutzkartierung in Bayern belegte Vorkommen dieser Art liegt in einer Entfernung von über 18 km.

Die Fähigkeit der Wiederbesiedlung degenerierter Grünlandflächen konnte auch in Norddeutschland nachgewiesen werden: Sechs Jahre nach der Umsetzung der Maßnahmen wurden in einem Untersuchungsgebiet bei Bremen wesentliche Veränderungen der Heuschreckenfauna festgestellt (HANDKE 1999). Auch in der vorliegenden Untersuchung wurde nach fünf bis sechs Jahren erstmals eine deutliche Verbesserung gegenüber dem Ausgangszustand diagnostiziert.

Auffällig ist, dass die Bestandsentwicklung vieler Arten in den ersten Jahren negativ verlief – möglicherweise eine Reaktion auf die relativ hohe Mahdfrequenz in dieser Zeit (s.u.). In jedem Fall wird deutlich, dass Erfolgskontrollen zur Entwicklung der Heuschreckenfauna auf Grünlandstandorten einen längeren Zeitraum umfassen sollten.

Trotz der insgesamt sehr positiven Entwicklung der typischen Heuschreckenfauna besteht grundsätzlich noch weiteres Entwicklungspotenzial: so kommt *Stethophyma grossum* nur in geringer Dichte auf relativ wenigen Flächen vor und *Chorthippus montanus* hat bisher nur wenige an die ursprünglichen Vorkommen angrenzende Flächen besiedelt, obwohl beiden Arten mehrere weitere Flächen zur Verfügung stehen, die ihrem Habitatschema entsprechen würden. Von daher bleibt abzuwarten, wie sich die Flächen und ihre Heuschreckenfauna in Zukunft entwickeln.

Düngeverzicht und Mahdrhythmus – welche Maßnahmen sind relevant?

Aufgrund der relativ großen Variabilität hinsichtlich der Mahdhäufigkeit und der Schnittzeitpunkte ist eine Interpretation der Einflusses des Mahdregimes schwierig. Während die Verschiebung der ersten Mahd zu einem späteren Zeitpunkt nur bei *Metrioptera roeselii* zu einer Reduktion der Vorkommenswahrscheinlichkeit führte, wirkt eine Erhöhung der Anzahl der Schnitte bei mehreren Arten (*Conocephalus fuscus*, *Chorthippus parallelus* und *Metrioptera roeselii*) negativ. Überraschend ist die relativ hohe Stetigkeit von *Chrysochraon dispar* und *Conocephalus fuscus* auf früh gemähten Flächen. Dies hängt möglicherweise damit zusammen, dass Heuschrecken-Populationen nach der Mahd zwar zunächst reduziert werden, nach einiger Zeit aber zur Regeneration fähig sind (z.B. MANHART et al. 2003). Die Erhöhung der Variabilität des Mahdzeitpunktes hat dagegen vermut-

lich eine positive Wirkung. Problematisch ist dabei die starke Interkorrelation mit anderen Variablen insbesondere mit der Feuchtezahl der Vegetation. Da es für die beobachteten negativen Beziehungen zwischen Stetigkeit und Feuchtezahl in vielen Fällen keine biologische Erklärung gibt – sie ist auch bei hygrophilen Arten wie z.B. *Chorthippus dorsatus* zu beobachten – ist es wahrscheinlich, dass bei diesen Arten tatsächlich das Mahdregime einen erheblichen Einfluss hat.

Grundsätzlich hat die Mahd bei fast allen Arten zunächst einen positiven Effekt: unter vier Arten, deren Stetigkeit statistisch signifikant von der Mahdperiode abhängt, konnte keine Art häufiger auf ungemähten Flächen nachgewisen werden.

Die Ergebnisse decken sich mit den Befunden anderer Untersuchungen: WEIßMAIR (2000) wies nach Wiederaufnahme der Mahd auf brachgefallenen Kalkmagerrasen zunächst ebenfalls eine Reduktion der Artenzahl und eine Verdrängung von für langgrasige Biotope typische Arten (*Pholidoptera griseoaptera, Euthystira brachyptera*) auf die Randbereiche nach. Auch ACHTZIGER et al. (1999) und WAEBER (2005) konnten die Bedeutung eines Mahdmosaiks durch gestaffelte Mahd belegen, was mit dem positiven Einfluss des Variationskoeffizienten der ersten Mahd in der vorliegenden Untersuchung korrespondiert.

Der Einfluss des Düngeverzichts kann nur grob abgeschätzt werden, da keine Vergleichsflächen existieren, die sich nur hinsichtlich des Düngemitteleinsatzes unterscheiden. Nur die Ergebnisse bei *Chorthippus dorsatus* und *Stethophyma grossum* – eine negative Korrelation mit dem Stickstoffwert der Vegetation – gibt Hinweise darauf, dass über das Mahdregime hinaus auch die fehlende Düngung für die positive Entwicklung der Heuschreckenfauna im Gebiet verantwortlich ist. Zu vergleichbaren Ergebnissen kommen auch ACHTZIGER et al. (1999), WAEBER (2005) und HOCHKIRCH et al. (2000). Untersuchungen, die den Einfluss der Düngung von dem des Schnittzeitpunkts eindeutig trennen, stehen jedoch noch aus.

Einfluss anderer Parameter

Die Untersuchungen haben einmal mehr deutlich gemacht, dass monokausale Begründungen für das Auftreten oder die Häufigkeit von Arten in der Regel nicht ausreichen. In gewisser Weise zu erwarten war die Abhängigkeit der Artvorkommen von bestimmten Vegetations- bzw. Biotoptypen. In vielen Fällen erklärt der Biotoptyp das Vorkommen einer Art auf einer Fläche besser als Parameter, die das Mahdregime beschreiben, was darauf hindeutet, dass noch weitere Faktoren (z.B. Vegetationsstruktur) für das Vorkommen der Arten relevant sind. Interessant ist, dass der Witterungsverlauf kaum einen erkennbaren Einfluss auf die Heuschreckenfauna hatte.

Nicht überraschend ist die Abhängigkeit der Vorkommenswahrscheinlichkeiten von den Raumparametern. Insbesondere die Beziehung zur Flächengröße ist logisch: Je größer eine Fläche, desto größer ist (relativ gesehen) die Populationsgröße und damit die Wahrscheinlichkeit, dass eine Art auf einer Fläche nachgewiesen wird bzw. vorkommt. Auch die positive Korrelation zwischen Artvorkommen und Konnektivität wird durch Kenntnisse über die Demökologie von Heuschrecken gestützt: Bei vielen Arten ist die Vagilität so gering, dass eine Dispersion nur zu nahe gelegenen Flächen stattfindet (vgl. z.B. REINHARDT & KÖHLER 2002). Auf den ersten Blick nicht verständlich ist die negative Korrelation

zwischen Artvorkommen und Konnektivität bei vielen Arten. Tatsächlich tritt dieses Phänomen aber vor allem bei Arten auf, die aufgrund ihrer Habitatansprüche (Bevorzugung von Randstrukturen, Nutzung auch von Intensivgrünländern) eher am Rand des Gebietes auftreten (z.B. *Pholidoptera griseoaptera, Chorthippus albomarginatus, C. biguttulus*) – die Beziehung gibt also das Verbreitungsbild der betroffenen Arten im Gebiet wieder.

Entwicklung der Zielarten

Aus naturschutzfachlicher Sicht sind drei Arten im Gebiet von besonderer Bedeutung: *Chorthippus montanus, Stethophyma grossum* und *Mecostethus parapleurus*. Nur bei letzterer konnte eindeutig eine positive Bestandsentwicklung festgestellt werden. Die Art hat also von der Nutzungsumstellung besonders profitiert. Dabei besiedelt sie nicht nur Feucht- und Streuwiesen, sondern auch Glatthaferwiesen, was die relativ breite ökologische Valenz der Art bestätigt (vgl. SMETTAN 2005). Nach anfänglich positiver Entwicklung zeigt *Stethophyma grossum* aktuell wiederum Rückgangstendenzen. Eine nachvollziehbare Erklärung dafür lässt sich aus den Daten aber nicht ableiten. *Chorthippus montanus* hat im Wesentlichen nur angrenzende Flächen neu besiedelt. Als kurzflügelige Art ist der Sumpf-Grashüpfer weniger vagil als die anderen Zielarten, was die geringe Ausbreitungstendenz erklären kann.

Danksagung

Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des Bayerischen Naturschutzfonds gefördert. Wir danken den vielen Helfern der ANL, die ein so umfangreiches Untersuchungsprogramm erst ermöglichten. Ganz besonderer Dank gilt C. Manhart, der die Untersuchungen bis 2002 koordinierte. U. Stark führte die Untersuchungen im Jahr 1989 durch. Vielen Dank auch an M. Hauser, der die umfangreichen Daten zum Klima zur Verfügung stellte und die Landwirte Mühlthaler und Vielmeier sowie die JVA Laufen-Lebenau, die seit Jahren die nicht immer einfache Mahd der Flächen übernommen haben.

Verfasser:
Dr. Jens Sachteleben, Michael Wagner
PAN –Planungsbüro für angewandten Naturschutz GmbH
Rosenkavalierplatz 10
81925 München
E-Mail: jens.sachteleben@pan-gmbh.com

Peter Hartmann
Dr.-Rost-Str. 22
86356 Neusäß

Heinz Marschalek
FH Weihenstephan
Institut für Landschaftsarchitektur
Weihenstephaner Berg 17
85350 Freising

Dr. Klaus Neugebauer, Peter Sturm
Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege
Seethalerstraße 6
83410 Laufen

Literatur

ACHTZIGER, R. NICKEL, H. & SCHREIBER, R. (1999): Auswirkungen von Extensivierungsmaßnahmen auf Zikaden, Wanzen, Heuschrecken und Tagfalter im Feuchtgrünland. – Sch.-R. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 150: 109-132.

Bayerisches Landesamt für Umweltschutz (2003): Rote Liste gefährdeter Tiere Bayerns. – Sch.-R. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz Heft 166.

BINOT et al. (1998): Rote Liste gefährdeter Tiere Deutschlands. – Bundesamt für Naturschutz Sch.-R. Landschaftspflege und Naturschutz 55.

DOLEK, M., RADLMAIR, S. & GEYER, A. (1999): Der Einfluss der Nutzung (Weide, Mahd, Brache) voralpiner Moorgebiete auf die Insektenfauna (Tagfalter, Heuschrecken). – Sch.-R. Bayerisches Landesamt für Umweltschutz 150: 133-140.

GUIDO, M. & GIANELLE, D. (2001): Distribution patterns of four Orthoptera species in relation to microhabitat heterogeneity in an ecotonal area. – Acta Oecologica 22: 175-185.

HANDKE, K. (1999): Auswirkungen zehnjähriger Vernässungs- und Extensivierungsmaßnahmen auf die Fauna. – LÖBF-Mitteilungen 3/99: 67-73.

HANSKI, I. (1994): A practical model of metapopulation dynamics. – Journal of Animal Ecology 63: 151-162.

HOCHKIRCH, A., BLANK, C., DIELING, H., DORMANN, W., HÄMKER, S., HOFFMANN, J. & RAHMEL, U. (2000): Wiesen, Weiden und Witterung: Einflussgrößen für *Chorthippus albomarginatus* (DEGEER, 1773) in einem nordwestdeutschen Binnendelta (Lkr. Osterholz, Niedersachsen). – Articulata 15 (1): 35-48.

KIEL, E.-F. (1999): Heuschrecken und Mahd. – LÖBF-Mitteilungen 3/99: 63-66.

KOLSHORN, P. & GREVEN, H. (1995): Die Heuschreckenfauna auf Grünland- und Heideflächen des Naturschutzgebietes "Lüsekamp und Boschbeek" (Kreis Viersen, NRW) und ihre Beeinflussung durch Nutzung und Pflegemaßnahmen. – Articulata 10 (2): 141-159.

LEGENDRE, P. (1993): Spatial autocorrelation: trouble or new paradigm? – Ecology 74: 1659-1673.

MANHART, C., MARSCHALEK, H. & FISCHER, H. (2003): Die ökologische Lehr- und Forschungsstation Straß: Untersuchungen über die Entwicklung eines voralpinen Feuchtgebietes mit differenzierter Nutzung 1988 – 2000. – Forschungsbericht 8 der Bayerischen Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL, Hrsg.), Laufen/Salzach; 184 S.

QUINGER, B., SCHWAB, U., RINGLER, A., BRÄU, M., STROHWASSER, R. & WEBER, J. (1995): Lebensraumtyp Streuwiesen. - Landschaftspflegekonzept Bayern, Band II.9 (Alpeninstitut GmbH), Bayerisches Staatsministerium für Landesentwicklung und Umweltfragen (STMLU, Hrsg.) und Bayerische Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege (ANL, Hrsg.); 396 S.

REINHARDT, K. & KÖHLER, G. (2002): Bedeutung aktueller Befunde der Verhaltensökologie für den Artenschutz. – Naturschutz und Landschaftsplanung 34 (6): 171-180.

SCHLUMPRECHT, H. & WAEBER, G. (2003): Heuschrecken in Bayern. – Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart; 515 S.

SMETTAN, H.W. (2005): Die Lauchschrecke (*Mecostethus parapleurus*) in den Chiemgauer Alpen. – Articulata 20 (1): 17-22.

TOBIN, P.C. (2004): Estimation of the spatial autocorrelation function: consequences of sampling dynamic populations in space and time. – Ecography 27 (6): 767-775.

WAEBER, G. (2005): Erfolgskontrolle von Pflege- und Optimierungsmaßnahmen im Wiesmet, einem Wiesenbrüter-Schutzgebiet an der Altmühl in Nordbayern. – Articulata 20 (1): 37-55.

WALTER, T.A., MEIER, C. & BILLETER, R. (1998): Veränderungen in Vorkommen und Verbreitung von Heuschrecken (Orthoptera) in Otelfingen ZH zwischen 1989 und 1996. – Mitteilungen der Schweizerischen Entomologischen Gesellschaft 71: 201-209.

WEIßMAIR, W. (2000): Monitoring von Wiesenpflegemaßnahmen mittels Heuschrecken (Saltatoria) im Naturschutzgebiet "Staninger Leiten" (Unteres Ennstal, Oberösterreich). – Articulata 15 (2): 193-205.

WETTSTEIN, W. & SCHMID, B. (1999): Consecution of arthropod diversity in montane wetlands: effect of altitude, habitat quality and habitat fragmentation on butterflies and grasshoppers. – Journal of Applied Ecology 36: 363-373.

WINGERDEN, VAN W.K.R.E., KREVELD, VAN A.R. & BONGERS, W. (1992): Analysis of species composition and abundance of grasshoppers (Orth., Acrididae) in natural and fertilized grasslands. – J. Appl. Ent. 113: 138-152.